

Evaluando el riesgo de extinción en ausencia de datos a nivel de especies: criterios cuantitativos para ecosistemas terrestres

Jon Paul Rodríguez • Jennifer K. Balch •
Kathryn M. Rodríguez-Clark

Recibido: 15 de junio de 2006 / Aceptado: 2 de agosto de 2006 /
Publicado en línea: 27 de octubre de 2006
© Springer Science+Business Media B.V 2006

Resumen La conservación de especies de plantas y animales individuales avanzó notablemente con el desarrollo por parte de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) de criterios objetivos, repetibles y transparentes para evaluar el riesgo de extinción, que separan explícitamente el proceso de evaluación de riesgo del establecimiento de prioridades. Aquí presentamos un procedimiento análogo para evaluar el riesgo de extinción de ecosistemas terrestres, que podría complementar las evaluaciones de riesgo tradicionales especie-específicas, o que podría proveer una alternativa cuando sólo estén disponibles datos a nivel del paisaje. Desarrollamos cuatro criterios de riesgo cuantitativos, derivados principalmente de datos espaciales obtenidos mediante sensores remotos, siendo necesario contar con información sobre al menos uno de ellos para permitir la clasificación. Utilizando un sistema de nomenclatura análogo al empleado por la UICN para especies, nuestros cuatro criterios fueron: (A) reducción de la cobertura terrestre y amenaza persistente, (B) rápida tasa de cambio de la cobertura terrestre, (C) incremento de la fragmentación y (D) distribución geográfica muy restringida. Aplicamos estos criterios a cinco ecosistemas, cubriendo una amplia gama de escalas espaciales y temporales, así como regiones del mundo y tipos de ecosistemas, y encontramos que los bosques tropicales de tierras bajas de Borneo Indonésico y el bosque lluvioso Atlántico de Brasil estaban En Peligro Crítico, mientras que las sabanas de Suráfrica y el Mato Grosso de Brasil eran Vulnerables. A un grano de análisis más fino, una región de los bosques secos costeros de Venezuela (Isla de Margarita) calificaron como Vulnerables, mientras que otros (la cuenca del río Guasare) estaban en Peligro Crítico. En el norte de Venezuela, los bosques deciduos fueron clasificados En Peligro, los bosques semideciduos Vulnerables y los bosques siempreverde en

Jon Paul Rodríguez y Jennifer K. Balch contribuyeron de manera equivalente a este artículo.

J. P. Rodríguez (✉) • J. K. Balch • K. M. Rodríguez-Clark
Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Apartado 21827, Caracas 1020-A,
Venezuela
e-mail: jonpaul@ivic.ve

J. P. Rodríguez • J. K. Balch
Provita, Apartado 47552, Caracas 1041-A, Venezuela

Dirección actual:
J. K. Balch
School of Forestry & Environmental Studies, Yale University, 205 Prospect Street, New Haven, CT 06511-
2186, USA

Preocupación Menor. Concluimos que la adopción de un sistema estandarizado como este facilitará los análisis geográficos repetibles y comparables globalmente que separen de manera clara la evaluación del riesgo (un proceso fundamentalmente científico) de la definición de prioridades de conservación, la cual debería tomar en consideración factores adicionales tales como la distintividad ecológica, costo, logística, probabilidad de éxito y preferencias de la sociedad.

Palabras clave Amenaza, cambio de la cobertura terrestre, datos de sensores remotos, ecosistemas terrestres, en peligro, Listas Rojas de la UICN, riesgo de extinción

Introducción

Dados los fondos perennemente limitados disponibles para la conservación de la biodiversidad mundial, gran parte de los esfuerzos de investigación se han invertidos en el establecimiento de prioridades de conservación (Avery et al. 1995; Dinerstein et al. 1995; Olson y Dinerstein 1998; Stattersfield et al. 1998; Margules y Pressey 2000; Myers et al. 2000; The Nature Conservancy (TNC) 1997; Gregory et al. 2002; Polishchuk 2002; Keller y Bollmann 2004; Kuper et al. 2004; Rodrigues et al. 2004a, 2004b; Eaton et al. 2005; Kier et al. 2005). Uno de los factores que ha sido considerado a menudo en este proceso, y el cual ha recibido atención particular en la literatura científica reciente, es el riesgo de extinción (Baillie et al. 2004; Butchart et al. 2004; Stuart et al. 2004; Butchart et al. 2005; Ricketts et al. 2005; Rodrigues et al. 2006). Durante la última década, la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) revisó a profundidad sus métodos para asignar categorías a las especies amenazadas, en un intento de hacer la clasificación más objetiva, repetible y transparente, y para separar la determinación del riesgo de extinción de la definición de prioridades de conservación (Mace y Lande 1991; IUCN 2001, 2004). En el presente, las categorías de las listas rojas están diseñadas para reflejar únicamente el riesgo de extinción de un taxón, mientras que la priorización de la acción de conservación es considerada un segundo paso en el proceso, el cual debería tomar en cuenta muchos factores adicionales (IUCN 2001, 2004).

Mientras que el sistema de la UICN ha ayudado de gran manera a los esfuerzos de conservación al nivel de especies individuales (resultando, por ejemplo, en muchos Planes de Acción específicos; Thorbjarnarson et al. 1992; Wilcove 1994; Servheen et al. 1999; Brooks y Strahl 2000; Snyder et al. 2000), se necesitan herramientas de evaluación complementarias por varias razones. Primero, las especies individuales pueden estar más o menos amenazadas que los hábitats que utilizan (e.g. Bodmer y Robinson 2004; Brashares et al. 2004; Blom et al. 2005; Nijman 2005). Segundo, no se puede esperar que las evaluaciones individuales le mantengan el paso a los actuales niveles de pérdida de la biodiversidad (May et al. 1995; Baillie et al. 2004; Mace et al. 2005). A pesar de que el sistema ha funcionado bien para muchos grupos que tienen una masa crítica de especialistas e investigadores suficiente para producir los datos detallados requeridos para las evaluaciones individuales (e.g., Thorbjarnarson et al. 1992; Servheen et al. 1999; Brooks y Strahl 2000; Snyder et al. 2000), se ha quedado muy atrás para otros grupos menos estudiados. Hasta la fecha, la UICN ha publicado 66 Planes de Acción para Especies animales, pero 47 de estos son para mamíferos y 11 para aves, mientras que sólo cinco son para reptiles, dos para invertebrados y uno para peces (IUCN 2006). Por último, el enfoque a nivel de especie de las evaluaciones de riesgo de la UICN no se traduce directamente en las estrategias de conservación a nivel del paisaje que finalmente podrían resultar más eficientes y efectivas, especialmente en las regiones del mundo para las cuales los datos son escasos (Noss 1996; Ward et al. 1999; Ferrier 2002; Bonn y Gaston 2005).

Una forma de superar estas limitaciones de las evaluaciones centradas en especies es desarrollar criterios para evaluar el riesgo de extinción a un nivel de organización biológica superior: el ecosistema. Tal aproximación podría tomar ventaja de los recientes avances en los sistemas de información geográfica (SIG) – computadoras más poderosas, paquetes de programas menos

costosos y una cantidad creciente de datos satelitales disponibles, obtenidos remotamente, que abarcan de dos a cuatro décadas – los cuales permiten la cuantificación de los cambios de cobertura terrestres. En lugar de reemplazar el proceso de listado de especies de la UICN, la evaluación del riesgo de extinción de los ecosistemas podría complementarlo o proveer una alternativa útil cuando sólo están disponibles datos a nivel del paisaje, además de que podría ofrecer al menos tres ventajas adicionales. Primero, un enfoque holístico podría llevar a la creación de reservas regionales, destinadas no sólo a mantener poblaciones viables de las especies, sino también a asegurar los servicios del ecosistema (Franklin 1993; Heal et al. 2001; Heinz Center 2002; Foley et al. 2005; Hassan et al. 2005). Segundo, el enfoque en el ecosistema podría producir evaluaciones más rápidamente, permitiendo la implementación de estrategias de conservación preventivas, más proactivas, las cuales son más efectivas en cuanto a costos que la rehabilitación o restauración (Orians 1993; Scott et al. 1993; Noss 1996). Tercero, con el rápido crecimiento de los SIG y los análisis de cambio de la cobertura terrestre basados en los sensores remotos, enfocarse en el riesgo de extinción de los ecosistemas podría proveer un medio para sintetizar estudios locales dispares en una evaluación global coherente.

En reconocimiento de las muchas ventajas de un enfoque en los ecosistemas, hasta la fecha se han llevado a cabo varios intentos para establecer criterios de conservación a nivel del ecosistema. Entre ellos destacan: las “ecorregiones” del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) (Olson et al. 2001); los “puntos calientes” y “áreas silvestres” de Conservación Internacional (Mittermeier et al. 1998); el enfoque en “áreas de conservación funcionales” y en los “rangos de estatus de conservación” de The Nature Conservancy (TNC) (The Nature Conservancy 2001; Regan et al. 2004); el esfuerzo conjunto de TNC-WWF para cuantificar el “nivel de amenaza a los biomas del mundo” (Hoekstra et al. 2005); la propuesta de Blab et al. (1995) para un “libro rojo nacional de biotopos” en Alemania; y más recientemente el trabajo a menor escala pero muy detallado de Benson y sus colaboradores en New South Wales, Australia (Benson 2006; Benson et al. 2006). Mientras que estos esfuerzos representan avances importantes, todos comparten una limitación similar (que las categorías de la UICN también sufrieron originalmente, hace dos décadas; Mace y Lande 1991): entre sus criterios se incluyen factores que, a pesar de ser importantes para *establecer prioridades*, no son directamente relevantes para el *riesgo* (tales como el “grado de protección legal”, Dinerstein et al. 1995; la “importancia biológica”, Mittermeier et al. 1998; la “capacidad de regeneración”, Blab et al. 1995).

Una alternativa sería un sistema que se enfoque sólo en el riesgo de extinción medido por cambios reales o proyecciones de cambio de la extensión de la cobertura terrestre, permitiendo una interpretación más clara de la verosimilitud de que un ensamblaje biológico particular pueda desaparecer. Luego de haber determinado este riesgo en un contexto científico, la decisión de invertir o no los limitados recursos de conservación en ese ecosistema amenazado podría tomarse en un contexto de la sociedad, incluyendo factores biológicos, sociales, económicos, legales, logísticos o culturales adicionales tales como los listados arriba (Mace y Lande 1991, Gärdenfors et al. 2001, IUCN 2004).

Aquí proponemos un sistema de este tipo para evaluar el riesgo relativo de extinción de los ecosistemas, incorporando cuatro criterios cuantitativos derivados de las características del ecosistema al nivel del paisaje, análogos a los presentes en el sistema centrado en especies de la UICN. A continuación, aplicamos este sistema a seis conjuntos de datos de cobertura terrestre basados en sensores remotos previamente publicados, cubriendo un rango de escalas espaciales y temporales (décadas a siglos, y decenas a millones de kilómetros cuadrados), regiones del mundo (Brasil, Indonesia, Suráfrica, y Venezuela) y tipos de ecosistemas (desde sabanas hasta bosques húmedos tropicales). Nuestro objetivo central es presentar un marco conceptual y el primer borrador de un sistema de amplia aplicabilidad, presentando todas las decisiones explícitamente para facilitar la subsiguiente mejora cooperativa, de manera similar a como se desarrolló el actual sistema de la UICN (Mace y Lande 1991; Mace et al. 1992; Mace y Stuart 1994; IUCN 1994, 2001).

Métodos

Las técnicas que utilizamos para diseñar un sistema para clasificar los ecosistemas incluyeron considerar la definición de un ecosistema y su extinción, la unidad de análisis, la escala espacial del análisis, la escala temporal del análisis y los criterios de riesgo propiamente dichos junto con sus umbrales acompañantes para los diferentes niveles de amenaza. Luego, aplicamos estos criterios cuantitativos a los bosques tropicales de tierras bajas de Borneo Indonésico, a los bosques lluviosos tropicales Atlánticos y el Mato Grosso de Brasil, a dos localidades de bosque seco en Venezuela, a los ecosistemas del norte de Venezuela y las sabanas Surafricanas.

Definición de un ecosistema y su extinción

A pesar de que inicialmente podría parecer que desplazar la atención hacia un nivel de organización biológica superior introduce nuevos problemas de definición (“¿Qué es un ecosistema?”), nos alienta el hecho de que el debate en curso sobre cómo definir una especie no ha disminuido la utilidad o extensa adopción del actual sistema basado en especies de la UICN, el cual similarmente declina de proveer una definición universal de especie (Peterson y Navarro-Sigüenza 1999; Agapow 2005). De forma similar, han sido propuestas muchas definiciones válidas para un ecosistema (e.g., Gleason 1926; Tansley 1935; Odum 1969; Whittaker 1975; Pickett y Cadenasso 2002), y a pesar de que nosotros preferimos la tradicional “unidad de organización biológica que engloba una composición de especies y de elementos abióticos única y relativamente homogénea, así como sus procesos dinámicos” (Odum 1969; Whittaker 1975), enfatizamos que no es necesaria una definición universal para una clasificación exitosa. Esta definición es útil ya que subraya que es esta *composición* de especies y otros elementos la cual vale la pena conservar, debido a su contribución a las funciones del ecosistema (Hassan et al. 2005). Y a pesar de que ha sido difícil de probar experimentalmente, la evidencia creciente indica que la modificación de la composición original del ecosistema puede comprometer la función y resiliencia al cambio natural y antropogénico (e.g., Dukes et al. 2005; Hooper et al. 2005; Spehn et al. 2005; Tilman et al. 2006). Sin embargo, en la práctica, definiciones más simplificadas y prácticas (basadas en la delimitación de áreas con propiedades espectrales similares verificadas en campo) podrían ser más fácilmente aplicables (de manera similar a como el concepto biológico de especie es a menudo preferido teóricamente, pero el concepto morfológico de especie es aplicado más a menudo). Al final, lo más importante es que la definición utilizada en cualquier ejercicio de clasificación particular sea especificada (McMahon et al. 2004).

A pesar de lo difícil que podría ser definir un ecosistema, definir el riesgo de su extinción constituye un reto aún mayor. Si un ecosistema está definido por su composición en un punto dado en el tiempo, entonces en un extremo la extinción podría ser cualquier cambio (sin importar cuán leve) en esa composición, mientras que en el otro extremo podría ocurrir sólo cuando todos los componentes originales hayan desaparecido por completo. Entre estos dos extremos de cambio infinitesimal y completo, encontramos que resulta más útil una definición intermedia, particularmente una que sea cuantificable con las herramientas y fuentes de información fácilmente disponibles para esta tarea. Utilizando datos de sensores remotos, consideramos a un ecosistema extinto si no existe ninguna cobertura terrestre intacta del ecosistema original. Algunos de los componentes del ecosistema pueden persistir, pero la forma en la que todos los componentes originales estaban organizados ya no existe. Bajo esta definición de extinción del ecosistema, si reaparece algo que se asemeje a la composición original (e. g. si los bosques secundarios maduran hasta convertirse en bosques maduros), el ecosistema original todavía debe ser considerado extinto – aunque un ecosistema críticamente amenazado podría moverse a niveles de riesgo menores si los pequeños fragmentos remanentes del ecosistema original no alterado se expanden y reconectan debido al crecimiento secundario a largo plazo. Esto asume que si un ecosistema es severamente degradado pero persiste en algunas áreas, podrían estar presentes un número suficiente de

componentes originales para recuperar la mayoría de sus funciones ecológicas. Es probable, sin embargo, que algunas funciones tales como las proveídas por los depredadores tope y otras especies de amplio rango podrían haberse perdido de forma irreversible (e. g. Laidlaw 2000; Sanderson et al. 2002).

La unidad de análisis

Idealmente, un sistema de clasificación de los ecosistemas debería definir la unidad de análisis, un método para definir el ecosistema “original” y un método para delinear ecosistemas alternativos (más recientes). Sin embargo, los ecosistemas son intrínsecamente complicados y dinámicos, lo que dificulta estas tareas. Los intentos para desarrollar un sistema de clasificación de ecosistemas aceptado que se basara en la teoría ecológica comenzó a finales de los años 1800 y continúa hoy en día (Orians 1993; McMahon et al. 2004). Sin embargo, estamos de acuerdo con otros autores quienes han observado que casi cualquier clasificación de ecosistemas que sea lo suficientemente amplia para englobar tanto las distribuciones de las especies como los procesos ecológicos, y aún sea lo suficientemente discreta para permitir un mapeo repetible de los ecosistemas en el tiempo y el espacio, podría permitir una evaluación de riesgo práctica y la determinación de blancos de conservación (Noss 1996). En última instancia, cualquier delimitación de un ecosistema es una abstracción – así como lo es cualquier distribución definida de una especie – y cualquier decisión de clasificación tendrá consecuencias sobre la forma en la que se determina el riesgo de extinción.

Como resultado de este reconocimiento, la mayoría de los sistemas de clasificación utilizados hasta la fecha han tomado un enfoque de mapeo más pragmático, en lugar de usar definiciones teóricas (McMahon et al. 2004). En este espíritu, abogamos por una variación de este enfoque práctico: primero definir unidades arbitrarias en el paisaje, y luego cuantificar el cambio de cobertura terrestre dentro de ellas. De acuerdo a las necesidades del usuario, estas unidades pueden ser divisiones naturales (tales como cuencas o tipos de cobertura terrestre), límites políticos (tales como municipios, estados o naciones) o unidades completamente arbitrarias (tales como celdas de grillas). En todos los casos, la unidad de análisis es una porción delimitada del paisaje, y el riesgo de extinción refleja el grado del cambio de cobertura terrestre que ha tenido lugar o que se proyecta tendrá lugar dentro de ellas. Semejante proceso tiene la ventaja de producir estimados de riesgo de forma flexible para unidades del paisaje que son biológicamente significativas (e. g. cuencas hidrográficas), significativas para el planeamiento humano (e. g. límites políticos, cuencas hidrográficas) o al menos fáciles de definir (e. g. una celda cuadrada de 100 km x 100 km).

Al igual que con el ecosistema mismo, lo más importante es que la unidad de análisis sea definida claramente, porque la interpretación de la categoría de riesgo asignada a una porción del paisaje es íntimamente dependiente de cómo esta porción se relaciona con el resto. Los asesores enfrentan un problema similar cuando implementan las listas rojas de especies de la UICN a un nivel regional (Gärdenfors et al. 2001; IUCN 2003). En estos análisis, los asesores cuantifican el riesgo de extinción de una población que es definida arbitrariamente por límites políticos, pero se requiere que reporten otros datos tales como la categoría de riesgo global y la proporción de la población global representada por la población regional. Mientras que el estatus de riesgo global de un ecosistema podría no influir directamente sobre el riesgo de extinción local, es una pieza de información fundamental para los hacedores de políticas interesados en utilizar las categorías de las listas rojas como uno de los elementos considerados para el establecimiento de prioridades de conservación.

La escala temporal del análisis

Otro elemento requerido por un sistema de clasificación de riesgo que sea transparente y repetible es una escala de tiempo explícita (Mace y Lande 1991). En el actual sistema enfocado en las especies de la UICN, uno de los tópicos temporales es el intervalo de tiempo futuro a lo largo del cual el

riesgo de extinción debe ser considerado para asignar una categoría de riesgo. Esto es resuelto con una escala de combinación, la cual en algunos casos considera el horizonte a lo largo del cual las actividades humanas pueden ser razonablemente planificadas (e. g. el riesgo de extinción en 10 años), y en otros casos considera el marco de tiempo establecido por los procesos demográficos dentro de las especies en cuestión (e. g. el riesgo de extinción en tres generaciones) – aunque nunca se permite que las proyecciones en el futuro excedan los 100 años (IUCN 2001). A nivel del ecosistema, nosotros consideramos que un intervalo de tiempo fijo es más relevante, dado que las características demográficas ampliamente variables de las especies que constituyen un ecosistema impiden el uso de una escala de tiempo más enfocada en la biología. En las escalas de tiempo evolutivas más largas a lo largo de las cuales tales medidas basadas en la biología podrían convergir, los tópicos de conservación se tornan triviales: la extinción de las especies y de los ecosistemas pasa de ser probabilística a una certeza ya que, dado el tiempo suficiente, todas las formas de vida se extinguen y son reemplazadas por otras. Por lo tanto, proponemos un marco de tiempo de ~30 años en el futuro, ya que este intervalo cae dentro del ámbito de los ciclos de planeamiento y establecimiento de políticas humanas. Es lo suficientemente largo como para reflejar los lentos cambios dirigidos por los humanos, pero no tan largo como para incrementar las incertidumbres en las predicciones del modelo.

Al igual que en el caso de los análisis a nivel de especie (IUCN 2001), a nivel del ecosistema hay un tópico temporal adicional que se vuelve importante: en qué punto del pasado se establece la línea base para definir los ecosistemas “originales”. De nuevo, sentimos que aquí una elección particular es menos importante que el hecho de hacerla explícita, y proponemos dos marcos de tiempo diferentes como líneas base. En el caso de los Criterios A y C (ver abajo), los cuales consideran la *cantidad de cambio en o la fragmentación de* el ecosistema original, la elección de la línea base puede ser flexible con el fin de englobar un período de tiempo relevante a las perturbaciones antropogénicas en ese ecosistema en ese paisaje (y para tomar ventaja de los grupos de datos “más viejos” tales como las fotografías aéreas o registros escritos). En el caso del Criterio B, el cual se enfoca en la *tasa de cambio* de la cobertura del ecosistema, sugerimos nuevamente un análisis enfocado en un intervalo de ~30 años, con una línea base aproximadamente en 1970. Esto por las razones indicadas previamente, así como por el hecho de que la disponibilidad de datos cuantitativos sobre el cambio global de cobertura terrestre es mayor para este período. Lo que es más, incluso si hubiese datos disponibles, las tendencias calculadas a partir de líneas base ubicadas muy lejos en el pasado podrían no reflejar los patrones de cambio de cobertura más recientes causados por humanos y resultar en un estimado incorrecto del riesgo de extinción actual.

La escala espacial del análisis

La escala espacial de cualquier tarea de mapeo se compone de dos aspectos: el grano de resolución al cual el área es examinada y la extensión total del área considerada (Savitsky y Lacher Jr. 1998). Para seleccionar la resolución del análisis, son importantes diferentes factores: la escala a la cual ocurren las interacciones entre especies relevantes para los procesos del ecosistema, la escala a la cual han tenido lugar las modificaciones humanas y en la cual los esfuerzos de conservación pueden proceder, y las limitaciones prácticas impuestas por los datos crudos y el equipo disponible. Por supuesto, las interacciones entre especies y los procesos ecológicos ocurren a varias resoluciones espacio-temporales (Levin 1992). Sin embargo, las investigaciones llevadas a cabo hasta ahora sugieren que menos procesos son capturados a la escala de los fragmentos que a la escala del paisaje. Utilizando datos sobre las distribuciones de las plantas y animales de Inglaterra mapeados en una grilla de 10 km x 10 km (i. e., a una escala de “fragmentos”), Prendergast et al. (1993) encontraron que las áreas ricas en especies frecuentemente no coinciden para diferentes taxa, ni tampoco coinciden con las distribuciones de muchas especies raras. Utilizando datos sobre las aves de Australia, mapeados en una grilla de 100 km x 100 km (una escala del “paisaje”), Curnutt et al. (1994), sin embargo,

encontraron que el segundo patrón se disuelve, y que la rareza se superpone con la riqueza de especies en mayor grado. Además, es más probable que la fragmentación de los hábitats tenga efectos significativos sobre el éxito de anidación de las aves y sobre la predación a escala del paisaje, en lugar de a las escalas de los bordes o los fragmentos (Stephens et al. 2003).

Las modificaciones humanas pueden ocurrir en áreas que van desde países enteros (e. g. cambios de vegetación a través de Madagascar; Green y Sussman 1990), hasta urbanizaciones y casas individuales (e. g., las persistentes invasiones humanas en los bosques nublados de la Cordillera de la Costa de Venezuela; Llamozas et al. 2003). De manera similar, la extensión espacial de los esfuerzos de conservación (así como su resolución) puede variar ampliamente dependiendo de las prioridades de la entidad de conservación, los objetivos y los recursos. En un estudio de 21 enfoques de conservación diferentes, Redford et al. (2003) encontraron que la extensión de las actividades abarcaba desde 10 km² hasta más de un millardo de km² (y la resolución de las actividades iba desde 100 m² hasta más de 10⁶ km²). Al final, sin embargo, el análisis de imágenes procedentes de sensores remotos, esencial para llevar a cabo cualquier evaluación del riesgo de los ecosistemas, podría imponer la escala más importante en el proceso de clasificación. El tamaño de las imágenes de satélite disponibles y la resolución de sus píxeles a menudo son fijos; por ejemplo, una imagen del sensor Landsat Thematic Mapper tiene una extensión de 186 km² y un tamaño de grano de 30 x 30 m (Savitsky y Lacher Jr. 1998). También puede haber limitaciones prácticas al número de imágenes que pueden ser procesadas y analizadas por cualquier grupo de investigación particular, dada la longitud y disponibilidad de los ciclos de financiamiento típicos.

En lugar de recomendar una única resolución y extensión para el análisis del riesgo de extinción de los ecosistemas, proponemos que éstos deberían ser determinados por el asesor de acuerdo a la extensión geográfica del área de interés y al tipo de datos disponibles. Para ilustrar esto, los ejemplos que hemos seleccionado para poner a prueba el sistema descrito abajo cubren una amplia variedad de escalas espaciales (y temporales).

Criterios propuestos: principios

Una vez que las unidades y escalas espacio-temporales de análisis han sido definidas, el paso final en la evaluación del riesgo de extinción de los ecosistemas consiste en evaluar los cambios observados en el ecosistema contra criterios de riesgo no ambiguos y predeterminados. Al definir estos criterios para los niveles de amenaza de los ecosistemas, nos hemos adherido a algunos principios generales para mantener la consistencia y promover su amplia aplicabilidad. Siguiendo las sugerencias de Mace y Lande (1991) para el proceso de elaboración de las listas rojas de especies de la UICN, elegimos criterios que fueran lo más intuitivos posible. Deliberadamente seleccionamos variables que fueran relativamente fáciles de cuantificar, con umbrales claros. Cada criterio capturó información diferente sobre el sistema en cuestión, lo cual es importante para cualquier grupo de medidas que intente caracterizar el estado general de un ecosistema (Riitters et al. 1995). Cuando era posible, nuestros criterios eran directamente paralelos a los criterios existentes para las especies y eran relevantes no sólo para las características del ecosistema (e. g. el área) sino también para los procesos del ecosistema (e. g. la tasa de cambio de cobertura terrestre).

Diseñamos cuatro criterios cuantitativos (Figura 1); la evaluación dentro de cualquier criterio fue considerada suficiente para estimar el riesgo (permitiendo por lo tanto, pero no requiriendo, la evaluación de más de un criterio). Dentro de cada criterio, luego establecimos valores umbrales basados en los principios fundamentales de la teoría ecológica, estudios de campo, y marcos de tiempo significativos, con el objetivo de reflejar ocho categorías de riesgo: Extinto (EX, definido arriba), En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EP), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (CA), Preocupación Menor (PM), Insuficientemente Conocido (IC) y No Evaluado (NE). Por analogía con las categorías de las listas rojas de la UICN (IUCN 2001), CR, EP y VU correspondieron a las categorías de ecosistemas *amenazados*, y fueron asignadas en base a los criterios cuantitativos

discutidos abajo. Tenían la cualidad de ser inclusivos, de modo que un ecosistema que cumple con el criterio para CR, también cumple aquellos para EP y VU, y un ecosistema que cumple con el criterio para EP también califica como VU. A pesar de que todos los casos presentados abajo caen dentro de estas tres categorías, brevemente hacemos notar que son necesarias cuatro categorías adicionales (además de EX) para cubrir completamente el espectro de posibilidades al clasificar un gran número de ecosistemas. CA aplica a ecosistemas que no califican como amenazados en el presente, pero que podrían estar cercanos a ello. PM aplica a ecosistemas que no califican (y no están cerca de calificar) como amenazados o CA. IC y NE no reflejan el estatus de riesgo actual, y en su lugar aplican a ecosistemas para los cuales no hay suficiente información para llevar a cabo una evaluación cuantitativa firme (IC), o que todavía no han sido evaluados con los criterios (NE).

Siguiendo el ejemplo de las listas rojas de la UICN, utilizamos “reglas del pulgar” ecológicas para seleccionar los criterios y determinar los umbrales entre las categorías de amenaza de los ecosistemas de CR, EP y VU. Por ejemplo, asumimos que un incremento en la fragmentación como resultado de las modificaciones humanas representaría un incremento del riesgo (ver abajo), porque se sabe que diferentes mecanismos generales contribuyen a la reducción de los remanentes de ecosistemas que son pequeños y están aislados – incluyendo un incremento de los efectos de borde, una menor dispersión de las especies que mantienen el ecosistema, endocruce y pérdida de diversidad genética, e incremento de la susceptibilidad a eventos estocásticos, entre otros (Wilcove et al. 1986; Laurance et al. 2002; Frankham 2005). Finalmente, tratamos de seleccionar criterios que pudieran ser aplicados tanto a datos previamente publicados (tal como hemos hecho abajo), así como a datos nuevos colectados expresamente para evaluar el riesgo de extinción relativo.

Los cuatro criterios cuantitativos y sus umbrales

Nuestros cuatro criterios cuantitativos fueron diseñados para ser análogos al actual sistema basado en especies, pero están basados en medidas de la “cantidad” de ecosistema y su cambio, en lugar de en el tamaño poblacional y su cambio (IUCN 2001). Estos criterios engloban cuatro atributos del paisaje: (A) reducción de la cobertura terrestre y persistencia de la amenaza, (B) rápida tasa de cambio de la cobertura terrestre, (C) incremento de la fragmentación y (D) distribución geográfica muy restringida. En general, encontramos que los datos previamente publicados estaban más fácilmente disponibles para los Criterios A y B que para los Criterios C y D; sin embargo, los adelantos en la tecnología de los sensores remotos harán más factibles las evaluaciones de los patrones de fragmentación para el Criterio C. En particular, el paquete de software FRAGSTATS será útil para hacer cálculos de las características espaciales, debido a que se desempeña particularmente bien para ecosistemas homogéneos (McGarigal et al. 2002).

Criterio A: Reducción de la cobertura terrestre y persistencia de la amenaza

Definimos la proporción de cobertura terrestre intacta como el área del ecosistema que persistía en relación a la extensión en la línea base, o la cantidad total de cambio de cobertura terrestre, tal como es determinada por el sistema de clasificación de cobertura utilizado en el análisis. Para este criterio, el riesgo de extinción se basa conceptualmente en la reducción no lineal en el número de especies que se espera ocurra con la conversión del hábitat, con base en las relaciones especie-área teóricas (Wilson 1992; Tilman et al. 1994; Rosenzweig 1995). Los estudios de campo muestran que el número de especies efectivamente disminuye con una reducción del área (Brook et al. 2003; Ferraz et al. 2003), y que el tiempo de retraso inherente en este proceso significa que las pérdidas de hábitat actuales imponen una “deuda de extinción”, de modo que más especies se perderán en el futuro, incluso en el caso de que no continúe la pérdida de hábitats (Tilman et al. 1994). Suponemos que a medida que estas especies se pierden, los cambios en la composición del ecosistema y, por lo tanto, el riesgo de extinción del ensamblaje como todo, aumentan.

Para determinar los umbrales para este criterio, combinamos una forma generalizada de la relación especies-área (ya que es imposible determinar empíricamente la relación para todos los ecosistemas) con estimados de la proporción mínima de hábitat adecuado necesario para mantener las especies y ecosistemas (Tabla I). Establecimos los umbrales de la reducción del hábitat original para que cayeran dentro del rango de hábitat original remanente encontrado en una variedad de estudios de ecosistemas interesados con la conservación y riesgo futuro (5-80%; Environmental Law Institute (ELI) 1999), y separamos estos umbrales a través del rango utilizando una regla aproximadamente duplicativa, con el fin de reflejar el impacto no lineal de la pérdida de hábitats sobre la extinción de especies descrita arriba.

La relación especies-área provee un medio para predecir las extinciones de especies que se espera ocurran en un ecosistema dado como resultado de las reducciones observadas en cada umbral, si la relación especies-área para ese ecosistema ha sido determinada empíricamente. Por ejemplo, si un bosque húmedo tropical es categorizado como CR, EP o VU, la relación especies-área publicada por Wilson (1992) para este ecosistema predice que eventualmente perderá al menos 50%, 31%, o 7% de sus especies, respectivamente. Es importante destacar que incluso si estos valores son calibrados a un ecosistema focal, las predicciones pueden no corresponderse con las tasas de extinción observadas debido a que la conversión antropogénica de la cobertura terrestre no ocurre de forma aleatoria (como lo asume el modelo especies-área). La conversión tiende a estar agregada espacialmente, y las tasas de pérdida de especies también están asociadas a la riqueza de especies local (Seabloom et al. 2002; Tucker y Townshend 2000). Al igual que ocurre con las actuales evaluaciones basadas en especies, las predicciones precisas serán del riesgo *relativo* en lugar del riesgo *absoluto* (IUCN 2004).

Debido a que el Criterio A resalta el riesgo de los ecosistemas que han experimentado una notable reducción en su tamaño, pero no hace ninguna suposición sobre la escala de tiempo involucrada, el asesor debe demostrar que la amenaza al ecosistema focal continúa para que el mismo califique como CR, EP o VU – al igual que para el Criterio A del actual sistema basado en especies de la UICN (2001). Esto se debe a que si un tipo dado de ecosistema actualmente cubre una pequeña fracción de su extensión original, pero no enfrenta ninguna amenaza conocida en el presente, su riesgo de extinción en el futuro previsible podría ser muy bajo. Entre los factores que podrían ser considerados como amenazas persistentes están la expansión documentada de especies de plantas invasoras, el grado de contaminación humana, la presencia de agricultura o extracción forestal industrializadas, la expansión de las áreas urbanas, u otros procesos que podrían reducir la hospitalidad de la matriz que rodea el ecosistema focal remanente.

Criterio B: Rápida tasa de cambio de cobertura terrestre

La tasa de cambio del ecosistema es el ritmo al cual ocurre la conversión de la cobertura terrestre, en lugar de la cantidad total de cambio que ha ocurrido (Tabla 2). El fundamento teórico y los umbrales para cada categoría siguen del razonamiento utilizado en el Criterio A; sin embargo, aquí nos enfocamos en el proceso en lugar del estado. Por lo tanto, las tasas de cambio, determinadas, por ejemplo, a partir de una serie de tiempo de al menos dos imágenes de satélite tomadas con al menos 10 años de diferencia, podrían ser utilizadas para proyectar la proporción de cobertura terrestre que existió hace 30 años o que persistirá en los próximos 30 años.

Para los estudios futuros que utilicen estos criterios, alentamos el uso de modelos de cadenas de Markov para predecir las tasas de transición, y en última instancia, para estimar cuándo los ecosistemas focales se extinguirán, de la misma manera que actualmente se utilizan las evaluaciones cuantitativas para especies individuales (IUCN 2001). Los modelos de Markov utilizan tasas de transición entre diferentes tipos de cobertura terrestre a lo largo de un período de tiempo observado para hacer predicciones sobre las tasas de transición futuras (Horn 1975; Hall et al. 1991; Eastman 2003). La suposición es que las tasas observadas se aproximan a las tasas de cambio futuras. Para

refinar los umbrales del riesgo de extinción empleando estos métodos, recomendamos investigar las tasas de transición del ecosistema de interés a todos los otros tipos de cobertura terrestre, y utilizar estas probabilidades de transición para determinar cuándo se extinguirá el ecosistema en el futuro. Si se predice que dentro de los próximos 30 años más del 90% del ecosistema original habrá desaparecido, por ejemplo, el ecosistema sería considerado En Peligro Crítico (Tabla 2).

Criterio C: Incremento de la fragmentación

La fragmentación antropogénica de los ecosistemas puede conllevar a cambios en los regímenes hídricos, los patrones del viento, los balances de radiación y otros flujos que mantienen la función del ecosistema (Forman 1995). Por lo tanto, postulamos que la fragmentación antropogénica necesariamente conduce a cambios en las fuerzas que afectan la composición del ecosistema original, y por lo tanto compromete su funcionamiento y longevidad (Henle et al. 2004). La fragmentación puede ser concebida con tres efectos centrales cuantificables: reducción del tamaño de los fragmentos remanentes, cambio en la forma de los fragmentos remanentes y reducción de la conectividad entre ellos (Laurance et al. 2002). Por lo tanto, combinamos estos tres elementos – tamaño del fragmento, conformación y conectividad – para determinar el riesgo de extinción de un ecosistema en el Criterio C (Figura 2).

Siguiendo la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967, Wilcox 1980), las relaciones especies-áreas (Preston 1962a, Preston 1962b; Rosenzweig 1995) y la teoría de metapoblaciones (Levins 1969; Hanski 1991, 1994), supusimos que una reducción en el área incrementará el número de extinciones globales de especies, y que un mayor aislamiento reducirá la tasa de movimiento de las especies entre los fragmentos, incrementando la probabilidad de extinciones locales. Esto constituye sin duda una visión simplificada de un paisaje fragmentado, ya que la matriz que rodea los remanentes de un ecosistema, aunque perturbada, puede de hecho ser de gran valor para mantener el ecosistema (Franklin 1993; Forman 1995). Sin embargo, siguiendo el principio de precaución (Precautionary Principle Project 2005), suponer que la matriz es relativamente inhóspita causará que el asesor se equivoque a favor del ecosistema degradado.

Para incorporar los primeros dos aspectos de la fragmentación (tamaño y forma del fragmento), nos enfocamos en lo que definimos como el “área núcleo” remanente dentro de los fragmentos – el área del fragmento menos el área influenciada por los efectos de borde (Figura 2). Esto se debe, además de las teorías mencionadas previamente las cuales predicen un aumento en las extinciones con una reducción del área, a que existe evidencia sustancial que sugiere que los efectos de borde reducen el valor de los fragmentos remanentes para la longevidad del ecosistema (Laurance et al. 2002). Por ejemplo, la evidencia empírica indica que los efectos de borde para muchos procesos se extienden ~250 m en los fragmentos de una amplia variedad de ecosistemas (Environmental Law Institute (ELI) 1999, Laurance et al. 2002).

Establecimos los umbrales para el área núcleo notando que la cantidad de hábitat necesario para mantener las poblaciones y ecosistemas varía dependiendo de la especie o proceso de interés. Poblaciones viables de algunas aves, pequeños mamíferos, plantas e invertebrados podrían sobrevivir en fragmentos de 1 a 10 ha de tamaño, mientras que los mamíferos más grandes podrían necesitar cientos o miles de hectáreas (Environmental Law Institute (ELI) 1999; Laurance et al. 2002; Laidlaw 2000). Por lo tanto, establecimos un umbral de 10 km² (1.000 ha) para el tamaño mínimo de fragmento en este subcriterio, lo cual debería capturar la mayoría de las especies y procesos vitales para mantener los ecosistemas (en un fragmento circular de 10 km², suponiendo un borde de 250 m, el área núcleo ocupa aproximadamente el 75% del fragmento). Los ecosistemas que consisten de menos de 10 km² al comienzo del período de tiempo considerado tendrán que ser evaluados utilizando los Criterios A, B o D, ya que el Criterio C será irrelevante. La composición del paisaje fragmentado, otro aspecto del componente de “forma” del Criterio C, fue considerado adicionalmente cuantificando la proporción de fragmentos < 10 km²: mientras mayor es la

proporción de fragmentos por debajo de este umbral de 10 km², mayor es la expectativa de riesgo de extinción (Figura 2).

El componente final del criterio de fragmentación, la conectividad, se refiere al grado “hasta el cual el paisaje facilita o impide el movimiento entre los parches de recursos” (Taylor et al. 1993). A pesar de que la importancia de la conectividad del paisaje ha sido ampliamente reconocida (e.g., Naiman et al. 1993; Lindenmayer y Possingham 1996; Beier y Noss 1998; Trakhtenbrot et al. 2005; Williams et al. 2005), aun continúa siendo un término impreciso y es difícil de medir debido a que cualquier paisaje particular tiene múltiples conectividades, dependiendo del organismo o proceso de interés (Wiens y Milne 1989; Tischendorf y Fahrig 2000; McGarigal y Cushman 2002). En consecuencia, existe una pléthora de medidas de conectividad que han sido propuestas (Forman 1995; Gustafson 1998; Calabrese y Fagan 2004) y, de hecho, una de las grandes metas actuales en la ecología del paisaje es comprender la relación entre el patrón del paisaje y los procesos ecológicos (Wiens et al. 1993; Winfree et al. 2005). Actualmente, sin embargo, no existen medidas de la conectividad del paisaje que puedan ser aplicadas a muchas especies dentro de un mismo ecosistema y que aún tengan significación biológica –lo que es requerido idealmente por un sistema de clasificación de riesgo de los ecosistemas (Tischendorf y Fahrig 2000; Calabrese y Fagan 2004). Muchas de las medidas de conectividad actuales tienen la desventaja adicional de requerir datos intensivos y no ser intuitivas para una audiencia no especializada (Calabrese y Fagan 2004).

Por lo tanto, propusimos que, en el presente, la mejor medida por aproximación disponible para capturar el aspecto de la conectividad del criterio de fragmentación era una métrica simplificada de la “distancia al vecino más cercano”. Modificada a partir de la distancia Euclidiana del vecino más cercano, y una de las medidas más ampliamente utilizadas del aislamiento de los fragmentos (Moilanen y Nieminen 2002; Bender et al. 2003; Calabrese y Fagan 2004), esta métrica examina la proporción de fragmentos que están a una distancia umbral del vecino más cercano (Figura 2). Desafortunadamente, sigue siendo poco claro si la distancia al vecino más cercano captura el verdadero aislamiento desde la perspectiva de los organismos y de los procesos del ecosistema; por ejemplo, un meta análisis reciente no encontró efectos asociados con las medidas del vecino más cercano que fueran estadísticamente significativos (Moilanen y Nieminen 2002). Reconociendo estas limitaciones, resaltamos la necesidad de seguir trabajando en el desarrollo de una medida que sea tanto intuitiva como relevante a la escala de la comunidad o a nivel del funcionamiento del ecosistema.

Para establecer los umbrales en este subcriterio del Criterio C, seleccionamos una distancia por encima de la cual se supone que muchos organismos y procesos no pueden mantener el funcionamiento (e.g., dispersión, forrajeo, polinización). Infortunadamente, encontramos pocos estudios para guiar nuestra selección. Sin embargo, varios sugieren que en el orden de 1 km podría ser apropiado para algunos organismos pequeños; por ejemplo, ciertos invertebrados, anfibios, mamíferos y aves no cruzan distancias mayores a unos cuantos cientos de metros (Mader 1984; Saunders y de Rebeira 1991; Bowne et al. 1999; Lehtinen et al. 1999; Norris y Stutchbury 2001; Laurance et al. 2002).

Criterio D: Distribución geográfica muy restringida

Utilizamos el Criterio D para resaltar los ecosistemas que existen en pocas áreas geográficas pequeñas, de manera similar a como el Criterio D resalta las especies de distribución restringida en el actual sistema basado en especies (IUCN 2001). Lo incluimos para los ecosistemas que no se están reduciendo, pero que se caracterizan por una pronunciada restricción en su extensión geográfica. No lo aplicamos a los ecosistemas que han sufrido un proceso de fragmentación y que actualmente presentan una extensión restringida (los cuales deberían ser evaluados utilizando el Criterio C; Figura 2) – sino en su lugar a aquellos que no han existido en grandes áreas durante la historia geológica reciente y que por lo tanto son vulnerables a catástrofes (IUCN 2004). Para definir

los umbrales para el Criterio D, utilizamos el concepto del tamaño mínimo de fragmento del Criterio C (Figura 2), y asumimos que los ecosistemas que existen naturalmente en 1-10 fragmentos con un tamaño $< 10 \text{ km}^2$ deberían ser considerados amenazados (Tabla 3).

Resultados

Riesgo de extinción para los bosques tropicales de tierras bajas del Borneo Indonésico

La amenaza para los bosques tropicales de tierras bajas del Borneo Indonésico (*Kalimantan*) como consecuencia de la tala, conversión y fuegos ha sido bien documentada en investigaciones que definen cuidadosamente la extensión, composición y dinámica natural de este ecosistema (Curran et al. 1999; Siegert et al. 2001; Holmes 2002; Wikramanayake et al. 2002; Curran et al. 2004). Los datos de sensores remotos (imágenes de satélite de resolución espacial de 30 y 250 m) y las observaciones de campo muestran que, de los $\sim 52,000 \text{ km}^2$ de bosque de tierras bajas de Kalimantan protegidos formalmente y presentes en 1986, el 56% había sido transformado para el 2001, y que la matriz que lo reemplazó (particularmente áreas taladas y plantaciones de palmas de aceite), posee poco valor para las especies de bosque de tierras bajas (Curran et al. 2004). Este resultado es consistente con un reporte más grueso y extensivo sobre las tres islas principales de Indonesia (Sumatra, Sulawesi y Kalimantan) el cual estima que el 60% de los bosques de tierras bajas se perdieron entre 1985 y 1997 (Holmes 2000). El área de estudio detallada de Curran et al. (2004) abarca cerca de la mitad (47%) de los bosques de tierras bajas de Kalimantan originalmente presentes en 1985 y cerca de un tercio (30%) de los que existían en las tres islas principales (Holmes 2000). Lo que es más, se espera que la amenaza a este bosque continúe, ya que se proyecta que la tala se expandirá dentro de estas áreas protegidas en el futuro (FWI/GFW 2002; Curran et al. 2004). Las extrapolaciones sugieren que los bosques de tierras bajas no cenagosos de Kalimantan se verán reducidos a $< 10\%$ de su extensión original poco después del 2010 (Holmes 2002).

Utilizando estos datos publicados, fuimos capaces de evaluar este ecosistema utilizando los criterios A y B (Tabla 4). A pesar de que Curran et al. (2004) proveen datos sobre el área y aislamiento de los fragmentos, resultaron ser insuficientes para aplicar el Criterio C tal como se específica (i. e. Datos Insuficientes). Las evaluaciones en diferentes criterios sugieren diferentes riesgos de extinción (Tabla 4), así que, siguiendo los principios utilizados para las especies (IUCN 2004), elegimos la categoría de riesgo de extinción más alta. Por lo tanto, designamos los bosques tropicales de tierras bajas del Borneo Indonésico En Peligro Crítico. Este ejemplo demuestra cómo un análisis más refinado a nivel regional, dentro del contexto de un estudio más grueso a nivel nacional, puede contribuir a entender el riesgo de extinción de los ecosistemas a diferentes escalas.

Bosque lluvioso Atlántico de Brasil

Se cree que, antes de la colonización Europea, el bosque lluvioso Atlántico formaba una estrecha cinta de vegetación que se extendía 4.000 km a lo largo de la costa este de Brasil, cubriendo 1,0-1,5 millones de km^2 (da Fonseca 1985). Hoy en día, se estima que sólo persiste entre el 1 y el 12% de esa expansión original (Brown y Brown 1992; Fearnside 1996; Morellato y Haddad 2000; Myers et al. 2000; Saatchi et al. 2001). La mayor parte del bosque Atlántico de Brasil había sido convertido a zonas agrícolas o ganaderas para principios de los 1980s (da Fonseca 1985). A lo largo de los últimos siglos, las tasas de deforestación han variado en diferentes estados, conllevando a un mosaico de fragmentación en una escala tanto temporal como espacial. Por ejemplo, las tasas de deforestación pico afectaron a São Paulo entre 1925 y 1935, mientras que las tasas alcanzaron un máximo en Espírito Santo entre 1975 y 1980 (Viana et al. 1997). Algunos sugieren que la mayor parte del bosque Atlántico persiste en fragmentos pequeños, aislados y altamente perturbados; en la

región de Piracicaba de São Paulo, por ejemplo, fragmentos pequeños de menos de 50 ha cada uno constituyen cerca del 90% de los fragmentos de bosque maduro remanentes (Viana et al. 1997). En el estado de Pernambuco, sin embargo, 48% de los fragmentos de bosque tienen menos de 10 ha (y 7% tienen más de 100 ha), pero los fragmentos pequeños están relativamente cercanos entre sí (Ranta et al. 1998).

Utilizando estos datos y la designación de ecosistemas, las unidades y escalas de interés, y los cambios tal como fueron definidos por los autores, clasificamos los bosques lluviosos Atlánticos de Brasil En Peligro Crítico utilizando el Criterio A (Tabla 4). Sintetizando los datos de todos los autores se forma un consenso para todo el ecosistema, y esta designación constituye por lo tanto una clasificación global. A pesar de que la evidencia sobre el tamaño reducido de los fragmentos remanentes es consistente, la evidencia con respecto a su aislamiento en diferentes regiones es conflictiva (Viana et al. 1997; Ranta et al. 1998). Además, el análisis de la conectividad en estos estudios todavía no ha sido sintetizado de una forma que sea compatible con los métodos esbozados arriba para el Criterio C, y por lo tanto se asignó la categoría Datos Insuficientes para ese criterio. Una vez más, sin embargo, la cuantificación de las métricas requeridas podría ser llevada a cabo dentro del contexto de los objetivos de estos grupos de investigación.

Bosques secos de Venezuela

Los bosques secos tropicales han sido descritos como los ecosistemas más amenazados y quizás los más subestimados del mundo (Janzen 1988; Murphy y Lugo 1995; Sánchez-Azofeifa et al. 2005a, Sánchez-Azofeifa et al. 2005b; Miles et al. 2006). Utilizamos los datos y definiciones de una reciente evaluación de los bosques secos de Venezuela (Fajardo et al. 2005) para clasificar los bosques secos de dos regiones (la Isla de Margarita y la cuenca del río Guasare), en concordancia con los criterios propuestos.

Estas dos regiones comparten un ecosistema de bosque seco similar, pero han experimentado tipos de amenazas ligeramente diferentes. La Isla de Margarita, localizada a 38 km de la costa venezolana, tiene una superficie de 934 km², y se extiende desde el nivel del mar hasta los 910 m de altura. Utilizando fotografías aéreas recientes e imágenes de satélite de 1986 y el 2001, Fajardo *et al.* (2005) estiman que 17% de la cobertura de bosque seco se perdió durante ese período, y que si la tendencia actual persiste, sólo el 60% persistirá dentro de 30 años. La principal causa de pérdida de la cobertura terrestre, la cual continúa en la actualidad, es el proceso de urbanización y desarrollo de infraestructura para soportar el turismo nacional e internacional estacional. En contraste, entre 1986 y el 2001, la cobertura boscosa en la cuenca del río Guasare (estado Zulia) se redujo más de dos veces en comparación, en un 39%. Y si la tendencia actual continúa, todo el bosque de Guasare habrá desaparecido dentro de los próximos 30 años (Tabla 4). Las principales causas de cambio de la cobertura terrestre en esta área, las cuales también continúan, son la agricultura y la producción ganadera (Portillo 2004).

Estos datos nos permitieron clasificar estos dos bosques secos de acuerdo a los Criterios A y B. Margarita calificó como Vulnerable de acuerdo al Criterio B, y aunque no estuvo cerca de cumplir con cualquiera de los umbrales de riesgo para el Criterio A, fue clasificada como Vulnerable siguiendo el principio de precaución. En contraste, la cuenca del río Guasare calificó como Vulnerable según el Criterio A y En Peligro Crítico según el Criterio B. Por lo tanto, designamos la región de Guasare En Peligro Crítico. No habían datos disponibles para la clasificación según el Criterio C: Fajardo *et al.* (2005) presentan datos sobre el tamaño de los fragmentos, pero no sobre la distancia al vecino más cercano.

Bosques secos tropicales del Mato Grosso de Brasil

Los bosques secos tropicales del *Mato Grosso* (420.000 km²) – localizados en la porción sur de la cuenca Amazónica entre el *cerrado* Brasileño al sur y los bosques más húmedos del norte – están experimentando la amenaza combinada de la tala, la agricultura, la actividad ganadera y el fuego (Ivanauskas et al. 2003; Alencar et al. 2004; Cochrane et al. 2004). En el estado de Mato Grosso, las tasas de deforestación a lo largo de la última década, las cuales van desde 5.000 hasta 12.000 km²año⁻¹, han estado entre las tasas más altas de todo el Amazonas Brasileño (INPE 2006). Más de un tercio de estos bosques ecotonales (36%) habían sido deforestados para el 2003 (Soares-Filho et al. 2006). Las proyecciones en el futuro predicen que el 75% habrá sido convertido para el año 2050, si las actuales tasas de deforestación continúan (Soares-Filho et al. 2006). Incluso bajo suposiciones optimistas sobre los gobiernos futuros, sólo la mitad de estos bosques persistirá en los próximos 50 años debido a las amenazas combinadas de la expansión de la frontera (debido a la actividad ganadera y la agricultura mecanizada; Alencar et al. 2004) y a la falta de áreas protegidas (Soares-Filho et al. 2006).

Utilizando los datos publicados, pudimos evaluar este ecosistema – en su extensión global – empleando los Criterios A y B (Tabla 4); los datos provistos resultaron insuficientes para aplicar el Criterio C (i. e. Datos Insuficientes). Las evaluaciones utilizando tanto el Criterio A como el B designaron los bosques secos tropicales del Mato Grosso como Vulnerables (Tabla 4).

Ecosistemas del norte de Venezuela

El norte de Venezuela representa un gran desafío para los conservacionistas, ya que es importante tanto para la biodiversidad como para la gente: tres de las mayores ciudades del país (Caracas, Maracay y Valencia) están localizadas dentro de una región que es clave para especies amenazadas tanto nacional como internacionalmente (Rodríguez y Rojas-Suárez 1996, Rodríguez et al. 2004b). Para esta región, las tendencias en el cambio de cobertura terrestre fueron evaluadas para un área de aproximadamente 6.000 km², delineada políticamente en lugar de ecológicamente, utilizando datos previamente publicados. Estos datos, basados en la interpretación de fotografías aéreas e imágenes de satélite Landsat Thematic Mapper y Enhanced Thematic Mapper (resolución de 30 x 30 m), en conjunto con una extensiva verificación en campo, permitieron a los autores cuantificar las tasas de conversión de los bosques siempreverdes, semidecíduos y decíduos entre 1986 y el 2001 (PROVITA 2004, Fajardo et al. 2005). También pudimos clasificar los tres tipos de ecosistemas definidos por el estudio de acuerdo a los Criterios A y B (Tabla 4).

El bosque siempreverde de esta región del norte de Venezuela no cumplió con los valores umbrales para ninguna de las categorías de riesgo, calificando por lo tanto para la designación de Preocupación Menor (Tabla 4; probablemente porque estos bosques han sido incluidos en áreas protegidas efectivas desde antes del tiempo de la línea base de la evaluación; Rodríguez et al. 2004a). Por otra parte, los bosques semidecíduos fueron clasificados como Vulnerables según el Criterio B (a pesar de que calificaron como Preocupación Menor para el Criterio A). Finalmente, los bosques decíduos cumplieron con los umbrales para la categoría Vulnerable bajo el Criterio A, y para En Peligro bajo el Criterio B, por lo que fueron clasificados En Peligro. No había datos disponibles para la clasificación de ninguno de estos ecosistemas bajo el Criterio C.

Las sabanas Surafricanas

Las sabanas Surafricanas son consideradas el bioma con la mayor prioridad de conservación en ese país (Rebello 1997). Ocupan 16,5% (349.174 km²) de la superficie terrestre, y son el hogar para la mayoría de los Surafricanos, mientras que contienen las mayores reservas de carbón del mundo y los campos de oro más ricos del planeta. Neke y Du Plessis (2004) presentan una definición de estos

ecosistemas de pastizales Surafricanos y un análisis cuantitativo de su cambio basado en imágenes de satélite Landsat Thematic Mapper y modelos predictivos que muestran que para 1994-1995 ~45% de este bioma había sido reemplazado por agricultura. Estos autores reportan que están presentes especies invasoras (pero ocupan una pequeña porción del paisaje), y que sólo 23% de los fragmentos de pastizal remanentes tienen un tamaño $> 10 \text{ km}^2$.

Estos análisis nos permitieron clasificar los ecosistemas como Vulnerables de acuerdo al Criterio A, y a considerar dos categorías alternativas bajo el Criterio C (Tabla 4). Para clasificar completamente un ecosistema de acuerdo al Criterio C, se necesitan dos piezas de información: el área de los fragmentos y su conectividad (Figura 2). Sin embargo, sólo estaban disponibles datos concerniendo la primera característica (Neke y Du Plessis 2004). Dada la pequeña área total de los fragmentos remanentes, la aplicación del principio de precaución sugiere que las sabanas Surafricanas podrían ser consideradas En Peligro bajo el Criterio C. No obstante, debido a la incertidumbre de esta designación, uno podría argumentar que es más apropiado clasificar este ecosistema en la categoría Datos Insuficientes en este Criterio, dejando la evaluación general como Vulnerable en concordancia con el Criterio A.

Discusión

El sistema de clasificación presentado en este artículo nos permitió evaluar el riesgo relativo de extinción de seis ecosistemas dispares, utilizando datos ya disponibles en la literatura. Debido a que éstas evaluaciones fueron llevadas a cabo de forma sistemática y transparente, en el contexto de escalas espaciales y temporales explícitas, representan las primeras evaluaciones del riesgo de extinción de los ecosistemas que son repetibles, fácilmente comparables y sin embargo flexibles de cara a una variedad de fuentes de datos – de manera exactamente análoga al sistema actual globalmente aceptado para las evaluaciones a niveles de especies. A pesar de que los detalles particulares del sistema que presentamos podrían necesitar ser refinados, sentimos que estos avances proveen la base para transformar la evaluación del riesgo de los ecosistemas, y demuestran que los beneficios de un sistema transparente, repetible y comparable claramente sobrepasan sus costos.

Esperamos que tanto los criterios particulares como los umbrales que hemos seleccionado aquí serán debatidos acaloradamente, y modificados, tal como sucedió con los umbrales inicialmente propuestos para el sistema enfocado en especies (Mace y Lande 1991, Mace et al. 1992, Mace y Stuart 1994, IUCN 1994, 2001). Por ejemplo, esperamos que el Criterio C sea muy debatido, dado que el consenso en la definición y evaluación de la fragmentación varía ampliamente, por lo que ajustar esta variable espacial en un sistema de clasificación general ha probado ser difícil. Sin embargo, la fragmentación tiene un gran potencial para contribuir a las definiciones del riesgo de extinción debido a que muchos autores han aportado, o están trabajando para aportar, alguna medida de la fragmentación. En términos de la selección de los criterios, seguimos el ejemplo de las listas rojas de la UICN y nos enfocamos como metas centrales tanto en la flexibilidad como en el potencial de ser comparable. Esto nos presentó con la alternativa de seleccionar pocos criterios (lo cual podría resultar en que algunos ecosistemas no pudieran ser evaluados, pero el resto sería fácilmente comparable) o seleccionar un gran número de criterios (lo cual permite la evaluación de todos los ecosistemas, pero podría dificultar su comparación). Intentamos balancear estos factores, logrando un sistema con cuatro categorías, dentro de cualquiera de las cuales se requiere una evaluación, pero siendo todas lo suficientemente amplias de modo que, incluso cuando algunos criterios no puedan ser aplicados, otros podrán ser aplicados directamente. Por ejemplo, es posible que los ecosistemas que están naturalmente intercalados entre otros ecosistemas sólo puedan ser evaluados utilizando los Criterios A y B (e. g. los humedales, con un mosaico de tipos de cobertura terrestre que están cambiando constantemente o algunos ecosistemas riparinos). Abogamos por el principio de precaución para resolver los conflictos entre evaluaciones resultantes de criterios alternos, al igual

que es aplicado actualmente por la UICN (2004) para las especies, y sugerimos utilizar el criterio que conduce a la clasificación de mayor riesgo. Por ejemplo, mostramos que los bosques de tierras bajas protegidos de Indonesia podrían ser clasificados como Vulnerables o En Peligro Crítico, utilizando criterios diferentes, y al final seleccionamos la designación En Peligro Crítico (Tabla 4). Con respecto a nuestra selección de umbrales, hacemos notar que *cualquier* valor seleccionado será arbitrario hasta cierto punto; lo esencial es que tales umbrales sean claramente especificados, estando su aplicación apoyada por los datos. Y puesto que nuestro sistema busca estimar los riesgos de extinción *relativos* y no los *absolutos*, los “errores” en la ubicación “adecuada” de estos umbrales serán aplicados equitativamente en todos los casos, por lo que no deberían afectar las evaluaciones.

Un punto importante que probablemente surja al evaluar el riesgo de extinción de un ecosistema, paralelo a la aplicación de las categorías de las Listas Rojas de la UICN a nivel regional (Gärdenfors et al. 2001, IUCN 2003), es que las evaluaciones pueden ocurrir a lo largo de porciones de los ecosistemas que constituyen sólo una submuestra de su distribución global. A medida que el tamaño de la unidad evaluada disminuye, la probabilidad de que sea considerado bajo amenaza aumentará (IUCN 2004). Sin embargo, incluso si el riesgo de extinción objetivo de una pequeña unidad del paisaje (e. g. un municipio) es alto, eso no significa que su pérdida tendría un gran impacto para la biodiversidad global, y que la implementación de acciones de conservación en esa unidad tenga una prioridad alta (aunque las personas de ese municipio podrían opinar de forma diferente). La importancia relativa de una evaluación local siempre debe ser colocada dentro del contexto de su significación global en un proceso independiente de establecimiento de prioridades de conservación. Siguiendo las recomendaciones para las evaluaciones regionales de especies, sugerimos que los futuros evaluadores de los ecosistemas deben proveer: (1) la categoría de riesgo de extinción regional, (2) la categoría de riesgo de extinción global, en caso de ser conocida, o al menos información documentada sobre qué tan representativa de todo el hábitat es la región y (3) qué proporción (%) del hábitat completo está representado por esta región (Gärdenfors et al. 2001).

Mientras que la elección de la extensión general del análisis es un tema enfrentado por las actuales evaluaciones de las especies, la importancia del grano o resolución del análisis es un tema único a la evaluación de los ecosistemas. Estos asuntos de la escala están, por supuesto, relacionados: puede haber diferencias prácticas en los costos y beneficios de realizar el análisis con el grano más fino posible (y por lo tanto, limitando quizás el área examinada) y cuantificar el área más grande posible (lo que puede reducir el grano de resolución demasiado como para que sea útil). Sin embargo, proponemos que al igual que un reporte explícito de la extensión del análisis (“global” vs. “regional”) permite a los usuarios comparar los riesgos relativos de diferentes ecosistemas dentro de estas categorías, un reporte explícito del grano de resolución del análisis permitirá llevar a cabo comparaciones dentro de las categorías de resolución. Al final, deberían ser los investigadores quienes decidan a qué escala aplicar el sistema, dependiendo de los datos disponibles, sus recursos financieros y humanos y los objetivos de su análisis.

Al basarnos en la experiencia de la UICN con las especies de animales y plantas como modelo para el desarrollo de un sistema de categorías de “lista roja” para los ecosistemas terrestres, hemos tratado de solidificar un marco en el cual explorar qué significa la extinción en el contexto de los ecosistemas, de una manera que capture a la comunidad conservacionista internacional y albergue trabajos que construyan sobre las bases que hemos presentado aquí. Nuestros ejemplos demuestran que este sistema puede ser aplicado de forma transparente a una gran variedad de escalas y tipos de ecosistemas y que en muchos casos, los datos necesarios para llevar a cabo clasificaciones ya están disponibles. Lo que queda es confrontar este sistema con la diversidad de ecosistemas del mundo y, pieza a pieza, construir una imagen verdaderamente global del riesgo de extinción de los hábitats.

Agradecimientos Estamos agradecidos al Fulbright Program, Yale School of Forestry and Environmental Studies, Yale's Tropical Resources Institute, Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT, Agenda Biodiversidad, Segunda Fase), Fundación Polar, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC) y Provita por su apoyo. También agradecemos a Larry Bonneau, Lisa Curran, Eric Dinerstein, Don Faber-Langendoen, Georgina Mace, Gary Meffe, Carlos Portillo, David Skelly, Ron Smith, Dana Tomlin y Jessica Wilkinson, por sus valiosas sugerencias a versiones previas de este manuscrito. Nuestra más sincera gratitud se dirige Pablo Lacabana, Carlos Portillo, Fabián Carrasquel y Alix Amaya por permitirnos utilizar sus análisis del cambio de cobertura terrestre de la zona norte central de Venezuela. La ayuda de Carlos Portillo fue fundamental para ensamblar la Tabla 4. Provita es miembro del Wildlife Trust Alliance.

Referencias

- Agapow PM (2005) Species: demarcation and diversity. In Purvis A, Gittleman JL, Brooks TM (eds) *Phylogeny and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., pp. 57-75.
- Alencar A, Nepstad DC, McGrath D, Moutinho P, Pacheco P, Diaz MDV, Soares-Filho B (2004) Desmatamento na Amazônia: Indo Além da Emergência Crônica. IPAM, Belém, Pará, Brasil.
- Avery M, Gibbons DW, Porter R, Tew T, Tucker G, Williams G (1995) Revising the British Red List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. *Ibis* 137:S232-S239.
- Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (2004) 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252.
- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003) Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.
- Benson JS (2006) New South Wales Vegetation Classification and Assessment: Introduction - the classification, database, assessment of protected areas and threat status of plant communities. *Cunninghamia* 9:331-382.
- Benson JS, Allen C, Togher C, Lemmon J (2006) New South Wales Vegetation Classification and Assessment: Part 1 Plant communities of the NSW Western Plains. *Cunninghamia* 9:383-451.
- Blab J, Riecken U, Szymank A (1995) Proposal on a criteria system for a National Red Data Book of Biotopes. *Landscape Ecology* 10:41-50.
- Blom A, van Zalinge R, Heitkonig IMA, Prins HHT (2005) Factors influencing the distribution of large mammals within a protected central African forest. *Oryx* 39:381-388.
- Bodmer RE, Robinson JG (2004) Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV (eds) *People in nature. Wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York, pp. 299-323.
- Bonn A, Gaston KJ (2005) Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14:1083-1100.
- Bowne DR, Peles JD, Barrett GW (1999) Effects of landscape spatial structure on movement patterns of the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*). *Landscape Ecology* 14:53-65.
- Brashares JS, Arcese P, Sam MK, Coppolillo PB, Sinclair ARE, Balmford A (2004) Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in west Africa. *Science* 306:1180-1183.
- Brook BW, Sodhi NS, Ng PKL (2003) Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424:420-423.
- Brooks DM, Strahl SD (eds) (2000). Curassows, Guans and Chachalacas. Status Survey and Conservation Action Plan for Cracids 2000-2004. IUCN - The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- Brown KA, Brown GG (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In Whitmore TC, Sayer JA (eds) *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall, London, pp. 119-142.
- Butchart SHM, Stattersfield AJ, Baillie J, Bennun LA, Stuart SN, Akçakaya HR, Hilton-Taylor C, Mace GM (2005) Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of The Royal Society B-Biological Sciences* 360:255-268.
- Butchart SHM, Stattersfield AJ, Bennun L, Shutes SM, R AH, M BJE, Stuart SN, Hilton-Taylor C, Mace GM (2004) Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLoS Biology* 2:e383.
- Calabrese JM, Fagan WF (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:529-536.
- Cochrane M, Skole DL, Matricardi EAT, Barber C, Chomentowski WH (2004) Selective logging, forest fragmentation, and fire disturbance. In Zarin DJ, Alavalapati JRR, Putz FE, Schmink M (eds) *Working forests in the Neotropics: Conservation through sustainable management?* Columbia University Press, New York, USA, pp. 310-324.
- Curnutt J, Lockwood J, Luh HK, Nott P, Russell G (1994) Hotspots and species diversity. *Nature* 367:326-327.
- Curran LM, Caniago I, Paoli GD, Astianti D, Kusneti M, Leighton M, Nirarita CE, Haeruman H (1999) Impact of El Niño and logging on canopy tree recruitment in Borneo. *Science* 286:2184-2188.

- Curran LM, Trigg SN, McDonald AK, Astiani D, Hardiono YM, Siregar P, Caniago I, Kasischke E (2004) Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science* 303:1000-1003.
- da Fonseca GAB (1985) The Vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34:17-34.
- Dinerstein E, Olson DM, Graham DJ, Webster AL, Primm SA, Bookbinder MP, Ledec G (1995) A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank, The World Wildlife Fund, Washington, D. C.
- Dukes JS, Chiariello NR, Cleland EE, Moore LA, Shaw MR, Thayer S, Tobeck T, Mooney HA, Field CB (2005) Responses of grassland production to single and multiple global environmental changes. *Plos Biology* 3:1829-1837.
- Eastman JR (2003) Idrisi Kilimanjaro: Guide to GIS and Image Processing. Manual Version 14.00. Clark Labs, Clark University, Worcester, Massachusetts, USA.
- Eaton MA, Gregory RD, Noble DG, Robinson JA, Hughes J, Procter D, Brown AF, Gibbons DW (2005) Regional IUCN red listing: the process as applied to birds in the United Kingdom. *Conservation Biology* 19:1557-1570.
- Environmental Law Institute (ELI) (1999) Protecting Delaware's Natural Heritage: Tools for Biodiversity Conservation. ELI, Washington, DC, USA.
- Fajardo L, González V, Nassar JM, Lacabana P, Portillo CA, Carrasquel F, Rodríguez JP (2005) Tropical Dry Forests of Venezuela: characterization and current conservation status. *Biotropica* 37:531-546.
- Fearnside P (1996) Brasil. In Harcourt CS, Sayer JA (eds) *The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas*. Simon and Schuster, New York, pp. 229-248.
- Ferraz G, Russell GJ, Stouffer PC, Bierregaard RO, Pimm SL, Lovejoy TE (2003) Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:14069-14073.
- Ferrier S (2002) Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology* 51:331-363.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Forman RTT (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Frankham R (2005) Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131-140.
- Franklin JF (1993) Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems or Landscapes. *Ecological Applications* 3:202-205.
- FWI/GFW (2002) The state of the forest: Indonesia. Forest Watch Indonesia and Global Forest Watch, Bogor, Indonesia, and Washington, D.C., U.S.A.
- Gärdenfors U, Hilton-Taylor C, Mace GM, Rodríguez JP (2001) The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. *Conservation Biology* 15:1206-1212.
- Gleason HA (1926) The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53:7-26.
- Green GM, Sussman RW (1990) Deforestation History of the Eastern Rain Forests of Madagascar from Satellite Images. *Science* 248:212-215.
- Gregory RD, Wilkinson NI, Noble DG, Robinson JA, Brown AF, Hughes J, Procter D, Gibbons DW, Galbraith C (2002) The population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: an analysis of conservation concern 2002-2007. *British Birds* 95:410-448.
- Gustafson EJ (1998) Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1:143-156.
- Hall FG, Botkin DB, Strebel DE, Woods KD, Goetz SJ (1991) Large-Scale Patterns of Forest Succession as Determined by Remote-Sensing. *Ecology* 72:628-640.
- Hanski I (1991) Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:17-38.
- Hanski I (1994) Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9:131-135.
- Hassan R, Scholes R, Ash N (eds) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, Washington, D.C, U.S.A.
- Heal G, Daily GC, Ehrlich PR, Salzman J, Boggs C, Hellman J, Hughes J, Kremen C, Ricketts T (2001) Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmental Law Journal* 20:333-364.
- Heinz Center (2002) *The State of the Nation's Ecosystems: Measuring the Lands, Waters, and Living Resources of the United States*. Cambridge University Press for The H. John Heinz III Center for Science, Economics, and the Environment, New York, USA.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13:207-251.
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29.
- Holmes D (2000) Deforestation in Indonesia: A review of the situation in 1999. World Bank, Jakarta, Indonesia.

- Holmes D (2002) The predicted extinction of lowland forests in Indonesia. In Wikramanayake E, Dinerstein E, Loucks CJ, Olson DM, Morrison J, Lamoreux J, McKnight M, Hedao P (eds) *Terrestrial Ecoregions of the Indo-Pacific: A conservation assessment*. Island Press, Washington, D.C., pp. 7-13.
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Horn HS (1975) Markovian properties of forest succession. In Cody ML, Diamond JM (eds) *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Press, Harvard University, Cambridge, Massachusetts, pp. 196-211.
- INPE (2006) Monitoring of the Brazilian Amazon forest by satellite: Project PRODES. <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>.
- IUCN (1994) IUCN Red List Categories. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Species Survival Commission, World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN (2003) Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission, The World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2004) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Standards and Petitions Subcommittee of the IUCN Red List Committee, The World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- IUCN (2006) Species Action Plans of IUCN Species Survival Commission. <http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/actionplans.htm>. Cited 10 April 2006.
- Ivanauskas NM, Monteiro R, Rodrigues RR (2003) Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management* 184:239-250.
- Janzen D (1988) Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. In Wilson EO (ed) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 130-137.
- Keller V, Bollmann K (2004) From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology* 18:1636-1644.
- Kier G, Mutke J, Dinerstein E, Ricketts TH, Kuper W, Kreft H, Barthlott W (2005) Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal Of Biogeography* 32:1107-1116.
- Kuper W, Sommer JH, Lovett JC, Mutke J, Linder HP, Beentje HJ, Van Rompaey R, Chatelain C, Sosef M, Barthlott W (2004) Africa's hotspots of biodiversity redefined. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 91:525-535.
- Laidlaw RK (2000) Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14:1639-1648.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Lehtinen RM, Galatowitsch SM, Tester JR (1999) Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19:1-12.
- Levin S (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240.
- Lindenmayer DB, Possingham HP (1996) Modelling the inter-relationships between habitat patchiness, dispersal capability and metapopulation persistence of the endangered species, Leadbeater's possum, in south-eastern Australia. *Landscape Ecology* 11:79-105.
- Llamosas S, Duno de Stefano R, Meier W, Riina R, Stauffer F, Aymard G, Huber O, Ortiz R (2003) *Libro Rojo de la Flora Venezolana*. PROVITA, Fundación Polar y Fundación Instituto Botánico de Venezuela, Dr. Tobías Lasser, Caracas, Venezuela.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Mace G, Collar N, Cooke J, Gaston K, Ginsberg J, Leader Williams N, Maunder M, Milner-Gulland EJ (1992) The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. *Species* 19:16-22.
- Mace G, Masundire H, Baillie J, Ricketts T, Brooks T, Hoffmann M, Stuart S, Balmford A, Purvis A, Reyers B, Wang J, Revenga C, Kennedy E, Naeem S, Alkemade R, Allnutt T, Bakarr M, Bond W, Chanson J, Cox N, Fonseca G, Hilton-Taylor C, Loucks C, Rodrigues A, Sechrest W, Stattersfield, Janse van Rensburg B, Whiteman C (2005) *Biodiversity*. In Hassan R, Scholes R, Ash N (eds) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, Washington, D.C., U.S.A., pp. 77-122.
- Mace G, Stuart S (1994) Draft IUCN Red List categories, Version 2.2. *Species* 21-22:13-24.
- Mace GM, Lande R (1991) Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5:148-157.
- Mader HJ (1984) Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81-96.
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.

- May RM, Lawton JH, Stork NE (1995) Assessing extinction rates. In Lawton JH, May RM (eds) *Extinction Rates*. Oxford University Press, pp. 1-24.
- McGarigal K, Cushman SA (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12:335-345.
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McMahon G, Wiken EB, Gauthier DA (2004) Toward a scientifically rigorous basis for developing mapped ecological regions. *Environmental Management* 34:S111-S124.
- Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S, Kapos V, Gordon JE (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505.
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB, Olivieri S (1998) Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12:516-520.
- Moilanen A, Nieminen M (2002) Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83:1131-1145.
- Morelato LPC, Haddad CFB (2000) Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32:786-792.
- Murphy P, Lugo A (1995) Dry forests of Central America and the Caribbean. In Bullock SH, Mooney HA, Medina E (eds) *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 9-34.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Naiman RJ, Decamps H, Pollock M (1993) The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Neke KS, Du Plessis MA (2004) The threat of transformation: Quantifying the vulnerability of grasslands in South Africa. *Conservation Biology* 18:466-477.
- Nijman V (2005) Decline of the endemic Hose's langur *Presbytis hosei* in Kayan Mentarang National Park, east Borneo. *Oryx* 39:223-226.
- Norris DR, Stutchbury BJM (2001) Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 15:729-736.
- Noss RF (1996) Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11:351.
- Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Olson DM, Dinerstein E (1998) The global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR (2001) Terrestrial ecoregions of the worlds: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- Orians GH (1993) Endangered at what level? *Ecological Applications* 3:206-208.
- Peterson AT, Navarro-Sigüenza AG (1999) Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology* 13:427-431.
- Pickett STA, Cadenasso ML (2002) The ecosystem as a multidimensional concept: Meaning, model, and metaphor. *Ecosystems* 5:1-10.
- Polishchuk LV (2002) Conservation priorities for Russian mammals. *Science* 297:1123-1123.
- Portillo CA (2004) Cuantificación del Riesgo de Extinción de los Hábitats terrestres de la Zona Protectora de la Cuenca Baja de los Ríos Socuy, Guasare y Cachirí. Page 88+xi. Tesis de Licenciatura, Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias. La Universidad del Zulia, Maracaibo.
- Precautionary Principle Project (2005) Guidelines for Applying the Precautionary Principle to Biodiversity Conservation and Natural Resource Management. The Precautionary Principle Project - a joint initiative of Fauna & Flora International, IUCN-The World Conservation Union, ResourceAfrica and TRAFFIC, Cambridge, U.K.
- Prendergast JR, Quinn RM, Lawton JH, Eversham BC, Gibbons DW (1993) Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365:335-337.
- Preston FW (1962a) The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology* 43:185-215.
- Preston FW (1962b) The canonical distribution of commonness and rarity: Part II. *Ecology* 43:410-432.
- PROVITA (2004) Diseño y Aplicación de Métodos Cuantitativos para Estimar el Riesgo de Amenaza de los Hábitats Terrestres de la Zona Centro-Norte de Venezuela. Informe Técnico enviado al Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (Fonacit). Page 34. Asociación Civil "Provita", Caracas, Venezuela.
- Ranta P, Blom T, Niemela J, Joensuu E, Siitonen M (1998) The fragmented Atlantic rain forest of Brasil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7:385-403.
- Rebello AG (1997) Conservation. In Cowling RM, Richardson DM, Pierce SM (eds) *Vegetation of southern Africa*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 571-589.

- Redford KH, Coppolillo P, Sanderson EW, Da Fonseca GAB, Dinerstein E, Groves C, Mace G, Maginnis S, Mittermeier RA, Noss R, Olson D, Robinson JG, Vedder A, Wright M (2003) Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17:116-131.
- Regan TJ, Master LL, Hammerson GA (2004) Capturing expert knowledge for threatened species assessments: a case study using NatureServe conservation status ranks. *Acta Oecologica* 26:95-107.
- Ricketts TH, Dinerstein E, Boucher T, Brooks TM, Butchart SHM, Hoffmann M, Lamoreux JF, Morrison J, Parr M, Pilgrim JD, Rodrigues ASL, Sechrest W, Wallace GE, Berlin K, Bielby J, Burgess ND, Church DR, Cox N, Knox D, Loucks C, Luck GW, Master LL, Moore R, Naidoo R, Ridgely R, Schatz GE, Shire G, Strand H, Wettengel W, Wikramanayake E (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*:0509060102.
- Riitters KH, Oneill RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins SP, Jones KB, Jackson BL (1995) A Factor-Analysis of Landscape Pattern and Structure Metrics. *Landscape Ecology* 10:23-39.
- Rodrigues ASL, Akcakaya HR, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Chanson JS, Fishpool LDC, Da Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts MEJ, Yan X (2004) Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54:1092-1100.
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux JF, Hoffmann M, Brooks TM (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:71-76.
- Rodríguez JP, Lazo R, Solórzano LA, Rojas-Suárez F (eds) (2004a). Cartografía Digital Básica de las Áreas Naturales Protegidas de Venezuela: Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Refugios de Fauna, Reservas de Fauna y Reservas de Biósfera. Versión 1.0, CD ROM y en-línea. Centro Internacional de Ecología Tropical (CIET), Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Conservación Internacional Venezuela, UNESCO y Oficina Nacional de Diversidad Biológica del Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales (MARN), Caracas, Venezuela. Disponible en Internet: <http://ecosig.ivic.ve/anapro.htm>.
- Rodríguez JP, Rojas-Suárez F (1996) Guidelines for the design of conservation strategies for the animals of Venezuela. *Conservation Biology* 10:1245-1252.
- Rodríguez JP, Rojas-Suárez F, Sharpe CJ (2004b) Setting priorities for the conservation of Venezuela's threatened birds. *Oryx* 38:373-382.
- Rosenzweig ML (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Saatchi S, Agosti D, Alger K, Delabie J, Musinsky J (2001) Examining fragmentation and loss of primary forest in the southern Bahian Atlantic forest of Brazil with radar imagery. *Conservation Biology* 15:867-875.
- Sánchez-Azofeifa GA, Kalacska N, Quesada M, Calvo-Alvarado JC, Nassar JM, Rodríguez JP (2005a) Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology* 19:285-286.
- Sánchez-Azofeifa GA, Quesada M, Rodríguez JP, Nassar J, Stoner KE, Castillo A, Garvin T, Zent EL, Calvo-Alvarado JC, Kalacska MER, Fajardo L, Gamon JA, Cuevas-Reyes P (2005b) Research priorities for neotropical dry forests. *Biotropica* 37:477-485.
- Sanderson EW, Redford KH, Chetkiewicz CLB, Medellín RA, Rabinowitz AR, Robinson JG, Taber AB (2002) Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16:58-72.
- Saunders DA, de Rebeira CP (1991) Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. In Saunders DA, Hobbs RJ (eds) *Nature Conservation: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 221-244.
- Savitsky BG, Lacher Jr. TE (eds) (1998). *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies* Tropical Forest Recovery and Wildlife Management in Costa Rica. Columbia University Press, New York, U.S.A.
- Scott JM, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, D'Erchia F, Edwards TC, Jr, Ulliman J, Wright RG (1993) Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41.
- Seabloom EW, Dobson AP, Stoms DM (2002) Extinction rates under nonrandom patterns of habitat loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:11229-11234.
- Servheen C, Herrero H, Peyton B (eds) (1999). *Bears: Status Survey and Conservation Action Plan*. Compiled by the IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Siebert F, Ruecker G, Hinrichs A, Hoffmann AA (2001) Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature* 414:437-440.
- Snyder N, McGowan P, Gilardi J, Grajal A (eds) (2000). *Parrots. Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, Cerqueira GC, Garcia RA, Ramos CA, Voll E, McDonald A, Lefebvre P, Schlesinger P (2006) Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.
- Spehn EM, Hector A, Joshi J, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Bazeley-White E, Beierkuhnlein C, Caldeira MC, Diemer M, Dimitrakopoulos PG, Finn JA, Freitas H, Giller PS, Good J, Harris R, Hogberg P, Huss-Danell K,

- Jumpponen A, Koricheva J, Leadley PW, Loreau M, Minns A, Mulder CPH, O'Donovan G, Otway SJ, Palmborg C, Pereira JS, Pfisterer AB, Prinz A, Read DJ, Schulze ED, Siamantziouras ASD, Terry AC, Troumbis AY, Woodward FI, Yachi S, Lawton JH (2005) Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. *Ecological Monographs* 75:37-63.
- Stattersfield AJ, Crosby M, Long A, Wege D (eds) (1998). *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Stephens SE, Koons DN, Rotella JJ, Willey DW (2003) Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 115:101-110.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Tansley AG (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16:284-307.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-572.
- The Nature Conservancy (TNC) (1997) *Designing a Geography of Hope*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA.
- The Nature Conservancy (TNC) (2001) *Conservation by design: A framework for mission success*. TNC, Arlington, Virginia.
- Thorbjarnarson J, Messel H, King FW, Ross JP (eds) (1992). *Crocodiles: An Action Plan for their Conservation*. The World Conservation Union, Species Survival Commission, Crocodile Specialist Group.
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- Tilman D, Reich PB, Knops JMH (2006) Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441:629-632.
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19.
- Trakhtenbrot A, Nathan R, Perry G, Richardson DM (2005) The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 11:173-181.
- Tucker CJ, Townshend JRG (2000) Strategies for tropical forest deforestation assessment using satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 21:1461-1472.
- Viana VM, Tabanez AA, Batista JLF (1997) Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In Laurance WF, Bierregaard RO, Jr. (eds) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, pp. 351-365.
- Ward TJ, Vanderklift MA, Nicholls AO, Kenchington RA (1999) Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications* 9:691-698.
- Whittaker RH (1975) *Communities and Ecosystems*. Macmillan Publishing Co., Inc., New York, USA.
- Wiens JA, Milne BT (1989) Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3:87-96.
- Wiens JA, Stenseth NC, Vanhorne B, Ims RA (1993) *Ecological Mechanisms and Landscape Ecology*. *Oikos* 66:369-380.
- Wikramanayake E, Dinerstein E, Loucks CJ, Olson DM, Morrison J, Lamoreux J, McKnight M, Hedao P (2002) *Terrestrial Ecoregions of the Indo-Pacific: A conservation assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilcove D (1994) Preserving biodiversity: species in landscapes -- response. *Ecological Applications* 4:207-208.
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In Soulé ME (ed) *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 237-256.
- Wilcox BA (1980) Insular ecology and conservation. In Soulé ME, Wilcox BA (eds) *Conservation Biology: an Evolutionary-ecological Perspective*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 95-118.
- Williams P, Hannah L, Andelman S, Midgley G, Araujo M, Hughes G, Manne L, Martinez-Meyer E, Pearson R (2005) Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape proteaceae. *Conservation Biology* 19:1063-1074.
- Wilson EO (1992) *The Diversity of Life*. W. W. Norton & Company, New York, USA, and London, UK.
- Winfree R, Dushoff J, Crone EE, Schultz CB, Budny RV, Williams NM, Kremen C (2005) Testing simple indices of habitat proximity. *American Naturalist* 165:707-717.

Tabla 1. Criterio A – Reducción de la cobertura terrestre y persistencia de la amenaza.

Categoría de riesgo	Umbrales cuantitativos
En Peligro Crítico (CR)	Una reducción observada o estimada de > 90% de la extensión original del ecosistema, con evidencias de que la amenaza no ha cesado.
En Peligro (EP)	Una reducción observada o estimada de > 70% de la extensión original del ecosistema, con evidencias de que la amenaza no ha cesado.
Vulnerable (VU)	Una reducción observada o estimada de > 30% de la extensión original del ecosistema, con evidencias de que la amenaza no ha cesado.

Tabla 2. Criterio B – Rápida tasa de cambio de cobertura terrestre.

Categoría de riesgo	Umbrales cuantitativos
En Peligro Crítico (CR)	La tasa de cambio observada, estimada o inferida es lo suficientemente alta como para que una reducción >90% del ecosistema original haya ocurrido durante los últimos 30 años, o se proyecta que tendrá lugar en los próximos 30 años.
En Peligro (EP)	La tasa de cambio observada, estimada o inferida es lo suficientemente alta como para que una reducción >70% del ecosistema original haya ocurrido durante los últimos 30 años, o se proyecta que tendrá lugar en los próximos 30 años.
Vulnerable (VU)	La tasa de cambio observada, estimada o inferida es lo suficientemente alta como para que una reducción >30% del ecosistema original haya ocurrido durante los últimos 30 años, o se proyecta que tendrá lugar en los próximos 30 años.

Tabla 3. Criterio D – Distribución geográfica muy restringida.

Categoría de riesgo	Umbral cuantitativo
En Peligro Crítico (CR)	La totalidad de la distribución geográfica del ecosistema corresponde a un fragmento < 10 km ²
En Peligro (EP)	La totalidad de la distribución geográfica del ecosistema corresponde a tres o menos fragmentos < 10 km ²
Vulnerable (VU)	La totalidad de la distribución geográfica del ecosistema corresponde a diez o menos fragmentos < 10 km ²

Tabla 4. Evaluación del riesgo de extinción para cinco ecosistemas. Fuentes indicadas en el texto. Las abreviaciones de las categorías según la Tabla I: “n/d” indica que no hay datos disponibles para esa evaluación particular o que ese criterio no es aplicable al caso específico. Las proyecciones fueron estimadas suponiendo que la tasa promedio anual de reducción (km²/año) permaneció constante durante las siguientes tres décadas. La categoría indicada en **negrita** es la categoría propuesta para cada ecosistema (% < 10 km²: proporción de ecosistema remanente en fragmentos menores de 10 km²).

Ecosistema	Extensión en año (km ²)		Cambio		Proyección A 30-años		¿Tendencia en amenaza?	Categoría por Criterio			
			Pérdida (%)	Tasa (km ² /año)	Pérdida (%)	% < 10 km ²		A	B	C	D
Bosques de tierras bajas de Kalimantan	1986 52.000*	2001 23.000	56	1.930	> 100	n/d	Se espera que la tala dentro de áreas protegidas aumente	VU	CR	IC	n/d
Bosque Atlántico de Brasil	Siglo XV 1-1.5 10 ⁶	1990-98 n/d	88-99	n/d	n/d	n/d	Los bosques continúan siendo convertidos a pastizales	CR	n/d	IC	n/d
Bosques secos de Venezuela											
Isla de Margarita	1986 230	1999 190	17	3	40	n/d	Urbanización e infra-estructura creciendo	PM	VU	IC	n/d
Cuenca de río Guasare	1986 328	2001 198	39	9	> 100	n/d	Continúan la agricultura y ganadería	VU	CR	IC	n/d
Bosques secos tropicales del Mato Grosso	1973 322.526	2003 205.525	36	5.000-12.000	50-75**	n/d	El bosque continúa siendo convertido para agronegocios	VU	VU	IC	n/d
** Proyección a 50 años											
Norte de Venezuela											
Bosque siempreverde	1986 397	2001 385	3	1	6	n/d	No a gran escala	PM	PM	IC	n/d
Bosque semidecídúo	1190	1.037	13	10	30	n/d	Urbanización y fuegos	PM	VU	IC	n/d
Bosque decídúo	2.252	1.585	30	44	84	n/d	Urbanización y fuegos	VU	EP	IC	n/d

Sabanas Sudafricanas	Original n/d	1994-95 n/d	45	n/d	n/d	77	Sí: bioma con las mayores necesidades de conservación	VU	n/d	EP/IC (EP)	n/d
-----------------------------	-----------------	----------------	----	-----	-----	----	---	-----------	-----	---------------	-----

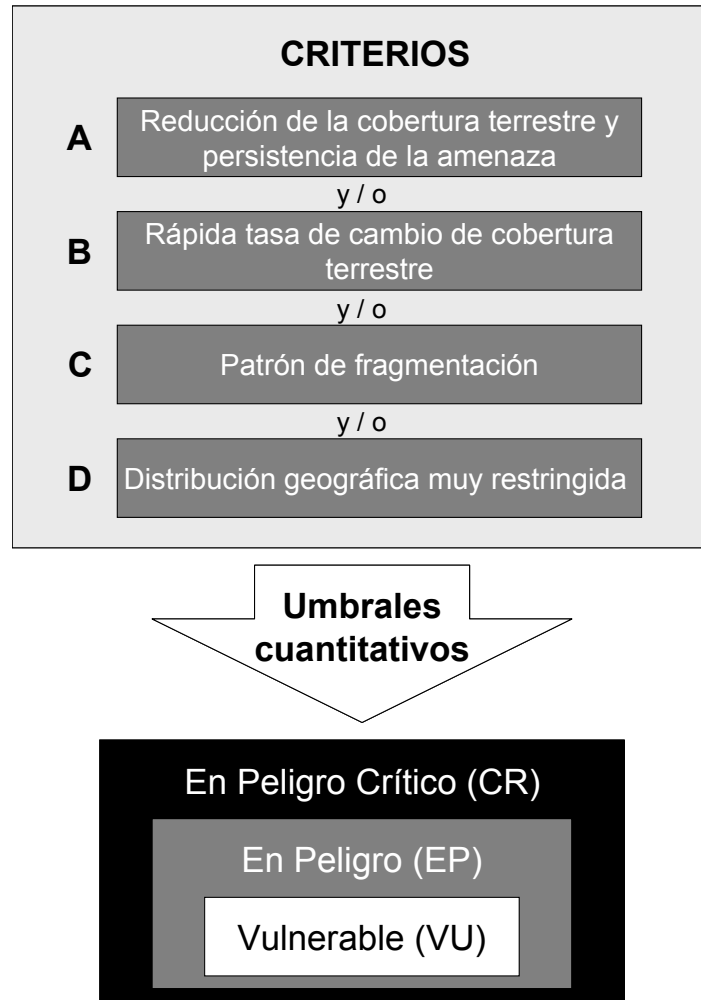


Figura 1. Representación esquemática del proceso para asignar las categorías de ecosistemas *amenazados* (CR, EP y VU), ilustrando su naturaleza inclusiva (e. g. si un ecosistema califica para CR, también califica para EP y VU). Las categorías restantes: Casi Amenazado (CA), Preocupación Menor (PM), Insuficientemente Conocido (IC) y No Evaluado (NE), no son asignadas de acuerdo a umbrales cuantitativos (al igual que el actual sistema para especies de la UICN). Un ecosistema es considerado Extinto (EX) si no existe ninguna cobertura terrestre intacta del ecosistema original.

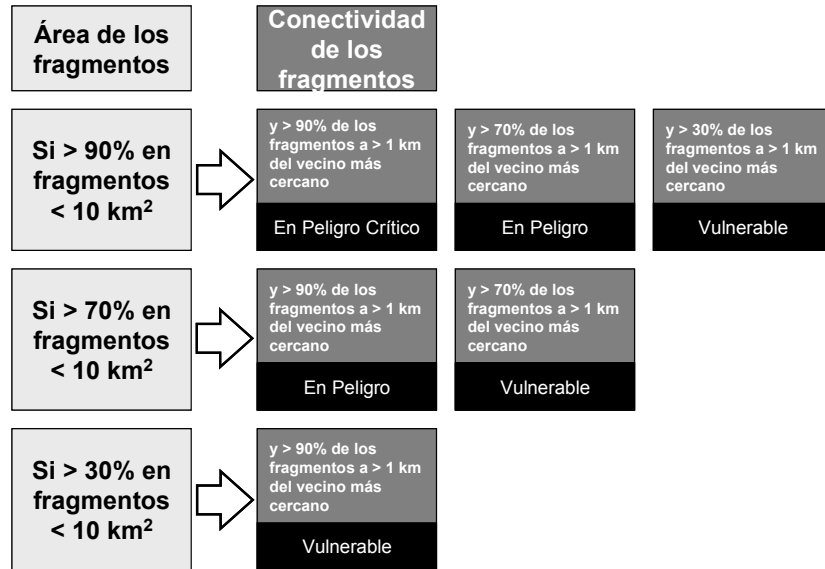


Figura 2. Umbrales cuantitativos para el Criterio C – Aumento de la fragmentación.